第 38 卷第 7 期　　生　态　学　报　　Vol.38,No.7
2018 年 4 月　　ACTA ECOLOGICA SINICA　　Apr.,2018

DOI: 10.5846/stxb201704130664
吴娜,宋晓谕,康文慧,邓晓红,胡想全,石培基,刘玉卿.不同视角下基于 InVEST 模型的流域生态补偿标准核算——以渭河甘肃段为例 .生态学报,2018,38(7):2512-2522.
Wu N, Song X Y, Kang W H, Deng X H, Hu X Q, Shi P J, Liu Y Q.Standard of payment for ecosystem services in a watershed based on InVEST model under different standpoints: a case study of the Weihe River in Gansu Province.Acta Ecologica Sinica,2018,38(7):2512-2522.

不同视角下基于 InVEST 模型的流域生态补偿标准核算

——以渭河甘肃段为例

吴　娜[1],宋晓谕[2,*],康文慧[1],邓晓红[2],胡想全[3],石培基[1],刘玉卿[4]
1 西北师范大学,地理与环境科学学院,兰州　730000
2 中国科学院西北生态环境资源研究院,中国科学院内陆河流域生态水文重点实验室,兰州　730000
3 甘肃省水利科学研究院,兰州　730000
4 盐城师范学院,城市与规划学院,盐城　224002

摘要:补偿标准是生态补偿项目研究的核心内容。为提高补偿标准的可操作性,以渭河干流甘肃段为研究区,基于流域生态补偿标准范围界定,在考虑耕地向多种林地转化情况下采用 InVEST 模型和加权法核算流域新增生态服务量,并以新增生态服务价值为补偿上限,农户机会成本为补偿下限,先从国家新一轮退耕还林政策导向视角,探讨 15°—25°和 25°以上坡耕地退耕还林的差异化补偿标准。再从利益公平分配视角,耦合机会成本投入与生态系统服务产出,探讨生态补偿净收益不同地区的差异化补偿标准。结果表明:①渭河干流甘肃段退耕还林,生态补偿标准范围为 146.39—481.98 万元 km^{-2} a^{-1}。②重要水源地一级保护区和保留区迎水面 15°—25°坡耕地全部退耕还林需补偿金额 13.95—33.55 亿元。25°以上坡耕地全部退耕还林需要补偿金额 12.96—28.35 亿元。③各县/区比较,退耕还林净收益麦积区最大,陇西县最小。其生态补偿范围分别为 202.23—727.92、96.99—136.53 万元 km^{-2} a^{-1}。

关键词:流域生态补偿;InVEST 模型;机会成本;新增生态服务价值;退耕还林

Standard of payment for ecosystem services in a watershed based on InVEST model under different standpoints: a case study of the Weihe River in Gansu Province

WU Na[1], SONG Xiaoyu[2,*], KANG Wenhui[1], DENG Xiaohong[2], HU Xiangquan[3], SHI Peiji[1], LIU Yuqing[4]
1 *College of Geography and Environment Science of Northwest Normal University, Lanzhou 730000, China*
2 *Key Laboratory of Ecohydrology of Inland River Basin, Northwest Institute of Eco-Environment and Resources, Chinese Academy of Sciences, Lanzhou 730000, China*
3 *Gansu Research Institute for Water Conservancy, Lanzhou 730000, China*
4 *College of Urban and Planning of Yancheng Teachers University, Yancheng 224002, China*

Abstract: Standard of payment is the core content of a payment for ecosystem services (PES) project. Considering the conversion of farmland to a variety of forestlands, based on the definition of the PES standard range, we calculated the increments of ecosystem services in the Weihe River Basin in Gansu Province with the InVEST model and the weighted

基金项目:国家自然科学基金青年科学基金项目(41401645,41501567);国家自然科学基金项目(41771130);甘肃省水利厅水资源费项目(甘水资源发【2016】39 号)
收稿日期:2017-04-13;　　**网络出版日期**:2018-01-04

* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: song9901@163.com

method, using the land use, meteorological, soil, socioeconomic, and questionnaire survey data, to improve operability of the payment standard. The difference between forestland and farmland in ecosystem services was used to characterize the main increments of ecosystem services of water yield, sediment retention, and water purification. The number of ecosystem services for forestland came from the weighted sum of weights (the ratio of each kind of converted forest area accounted for the total conversion area) and the number of ecosystem services per unit area of corresponding forest. Additionally, setting the increased value of ecosystem services as the payment upper limit and taking the opportunity cost of participators as the lower limit, the differentiated PES standard of returning farmland to forest in 15°—25° and above 25° sloping farmland were studied from the standpoint of a new round of national policy oriented towards returning farmland to forest. Furthermore, from the standpoint of fair distribution of benefits, the differentiated PES standard in different net income regions, coupled with opportunity cost input and ecosystem services output, were explored. The results showed that the PES standard of returning farmland to forest was range from 146.39×10^4 Yuan km^{-2} a^{-1} to 481.98×10^4 Yuan km^{-2} a^{-1} in the Weihe River Basin of Gansu Province. With returning farmland to forest, the annual value of water yield would increase by 1.49×10^4 Yuan/km^2; the annual value of sediment retention would increase by 479.55×10^4 Yuan/km^2; and the annual value of water purification would increase by 0.94×10^4 Yuan/km^2. Secondly, the results showed that the areas in sloping farmland (15°—25°), which were the upstream faces of important drinking water sources in first-level protected and reserved areas, accounted for approximately 10% of the sloping farmland. If all above-mentioned areas in sloping farmland (15°—25°) changed to the forestland, PES funds of 13.95×10^8 Yuan to 33.55×10^8 Yuan would be needed. For those above 25°, PES funds ranging 12.96×10^8 Yuan to 28.35×10^8 Yuan would be needed. For the areas in sloping farmland (15°—25°), the increased annual values of water yield, sediment retention, and water purification were 13.35×10^4, 337.42×10^4, and 0.81×10^4 Yuan/km^2, respectively. Values for the areas above 25° were 15.99×10^4, 302.90×10^4, and 0.76×10^4 Yuan/km^2, respectively. The ranges of PES for the areas in sloping farmland (15°—25° and above 25°) were 146.39×10^4 to 351.58×10^4 Yuan km^{-2} a^{-1} and 146.39×10^4 to 319.65×10^4 Yuan km^{-2} a^{-1}. Finally, compared with other districts, the maximum net income of returning farmland to forest appeared in the Maiji district, and the minimum was represented in the Longxi district. Their ranges of PES were 202.23×10^4 to 727.92×10^4 Yuan km^{-2} a^{-1} and 96.99×10^4 to 136.53×10^4 Yuan km^{-2} a^{-1}, respectively.

Key Words: watershed PES; InVEST model; opportunity cost; increments of ecosystem services value; returning farmland to forest

生态补偿作为一种创新型环境保护政策近年来在我国被广泛使用。相较于以往的环境保护政策,生态补偿将外部的、非市场环境价值转化为财政激励措施,以此促进土地使用者参与生态保护[1]。在流域尺度上,生态补偿强调以增加水源供给、改善水质和保护流域生物及景观多样性等为目标,对有助于提升生态系统服务功能的行为活动或土地利用方式提供补偿。补偿标准的确定是生态补偿项目实施的核心问题,决定了补偿项目的实际效果与可持续性。目前,国内外确定生态补偿标准的方法主要有:市场法、意愿调查法、机会成本法、生态效益等价分析法和生态系统服务功能价值法。各测算方法在各类生态补偿项目中都有不同程度的运用,各有利弊。

市场法,将生态系统服务作为市场中一种商品,买卖双方分别是生态补偿的补偿者和受偿者,主要用于水资源生态补偿和碳排放权交易。市场法能够兼顾双方利益,但前提是要建立一个双方可自由交易的稳定市场,且只能对几种生态系统服务功能定价;意愿调查法由 Ciriacy-Wantrup 在 1947 年提出,是根据调查数据得出生态系统服务提供者供给优质生态系统服务的受偿意愿或生态环境改善受益者补偿愿意的最大值,作为生态补偿标准。意愿法将生态补偿利益相关方涉及的诸多因素整合为简单的意愿,但受主观因素影响,结论可能与真实意愿不相符;机会成本按照生态系统服务提供者为保护生态环境所放弃的直接收入和发展机会损失

进行补偿。在实践中被普遍认可。我国生态补偿项目常以机会成本作为补偿标准,但该标准偏低,影响补偿项目的可持续性。此外,生态建设机会成本投入与生态效益产出相距胜远,成本补偿达不到利益公平分配;生态效益等价分析法通过定量化生态功能损失,将弥补生态功能破坏所需的补偿比例作为补偿标准。但需要满足的假设条件和参数因子多,较难操作。

生态系统服务功能价值法通过对生态价值的评估,将溢于市场之外的成本和效益进行核算,并通过相应机制纳入经济决策中。较典型的有 Whitehead 等[2]采用问卷调查方式,评价了美国肯塔基州的湿地生态系统服务功能;Robles 等[3]对美国 Chesapeake Bay 海岸林潜在价值的研究;Costanza 等[4]对全球生态系统服务价值的评估。国内对功能价值法的应用始于 20 世纪 80 年代。学者多通过对全球范围研究成果的修正,测度我国不同区域不同类型生态系统生态服务价值当量因子表及对应的价值[5-9]。生态系统服务功能价值法,能够实现生态效益的最大化。但很难估算出生态补偿所带来的新增生态系统服务,且由于未了解生态过程,研究中多用土地利用方式代替生态系统服务类型。为此学者开发了基于生态过程的生态系统模型,包括 InVEST、ARIES 和 EcoAIM 等模型。目前应用较广泛的是 InVEST 模型。

理论上生态补偿标准不直接以区域生态系统服务存量价值为依据,而是以区域生态恢复所产生的新增生态系统服务价值为理论限值。因此,本文在参照前人研究[10-11]和梳理生态系统服务付费逻辑的基础上,首先界定补偿标准范围,再采用 InVEST 模型和加权法核算渭河流域水源涵养、土壤保持、水质净化 3 种新增生态系统服务,并分别以 15°—25°、25°以上坡耕地及生态补偿净收益不同地区退耕后的新增生态系统服务价值为补偿上限,以机会成本为补偿下限,确定渭河流域差异化目标导向下的流域生态补偿标准范围,以期为流域生态补偿机制构建提供支撑,提高流域生态补偿项目的效率和持续性。

1 补偿标准范围界定

根据 Pagiola 等[12]的生态系统服务付费基本逻辑(图 1)。生态系统的管理者(农民或保护区管理者),通常从环境保护(如森林保护)中获得的收益小于从土地转换使用(如森林转化为耕地或牧场)中获得的收益。但土地转换使用会引起环境的负外部性,导致水质恶化、水量减少、碳汇损失,中下游人口生活成本增加。然而,建立生态系统服务付费机制,使生态系统管理者获得的净利润增加(森林保护收益+中下游用户的生态服务付费),生态服务供给意愿增强。同时,中下游用户的生态服务付费小于因上游土地转换使用而带来的损失,生态服务购买者也获得了利益,达到了双方共赢的格局。

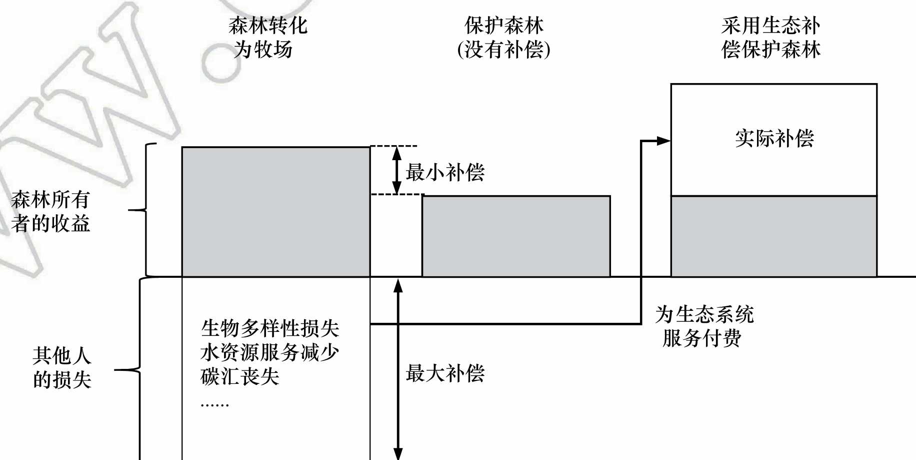


图 1 生态服务付费基本逻辑[12]

Fig.1 The basic logic of payment for ecosystem services[12]

从农户经济行为理论的角度看,农户作为理性经济人,是以获得最大限度收益为行动指南。因此,作为生

态服务的提供者,若使农户自愿开展退耕还林,增加生态服务供给,退耕后保护森林的收益和农户获得的生态补偿之和至少要等于退耕前的耕作收益。也就是生态补偿的最低标准应为退耕前的耕作收益与保护森林收益的差值,即农户机会成本。农户的退耕意愿随着补偿标准的增加而增强,但为了保证生态补偿项目的效率,补偿标准不能超过退耕还林实施增加的生态服务价值这一临界条件,即最高补偿标准应为退耕还林的新增生态服务价值。也就是退耕还林补偿标准应介于农户机会成本与其所提供的新增生态服务价值之间。基于生态补偿的标准区间,结合区域自身特征,确定最终的补偿标准,是保障生态补偿项目顺利、可持续实施的重要前提。

2　研究区概况及研究方法

2.1　研究区概况

渭河是黄河第一大支流,发源于甘肃省渭源县鸟鼠山。干流区南北宽 165km,东西长 270km,甘肃段位于渭河上游,流域面积 2.58 万 km^2。甘肃段 74%的面积属于黄土丘陵沟壑区,土体疏松、地形破碎、植被稀疏、暴雨集中、水土流失严重,是渭河泥沙的主要来源区。甘肃段包括渭源县、陇西县、武山县、甘谷县、麦积区和秦州区六县/区。截至 2014 年底,甘肃段常住人口 371.71 万人,其中农业人口 205.85 万人,城镇化率35.21%。2000 年耕地面积为 7821.21km^2,其中 15°—25°坡耕地占 26.38%,25°以上坡耕地占 2.63%。截至 2010 年耕地面积减少了 442.43km^2,其中 15°—25°和 25°以上坡耕地分别减少了 35.01%、6.53%。甘肃段水生态环境脆弱,水质污染加剧,水量匮乏严重。以增加水源供给、改善水质为目标,可开展山区坡耕地退耕还林、干流区沿岸农村居民生活污水治理和农村居民生活垃圾集中处理。本文以山区坡耕地退耕还林为目标确定生态补偿标准范围。

2.2　数据来源

新增生态系统服务价值计算所需主要数据包括土地利用数据、气象数据和土壤数据等。2000、2010 年两期土地利用数据来源于中国科学院资源环境数据中心,根据全国土地覆被Ⅱ级分类系统对土地利用类型进行解译;气象数据来源于中国气象科学数据共享服务网(http://www.nmic.gov.cn/)。2010 年气象数据,通过 2008—2012 年的气温、降水、相对湿度、风速和日照时数等日值数据求取多年平均获得;土壤数据来源于世界土壤数据库; DEM 数据来源于地理空间数据云。模型所需空间数据为 krasovsky_1940_Albers 投影,分辨率为 1km。机会成本问卷调查采用分层随机抽样方式,样本发放范围包括渭河干流甘肃段 6 县/区。样本分配以各县/区家庭户数为主要依据。共发放问卷 600 份,回收问卷 553 份,其中有效问卷 405 份,有效回收率 68%。

2.3　InVEST 模型及参数

InVEST 模型是由美国斯坦福大学环境森林研究所、世界自然基金和大自然保护协会于 2007 年共同研发的一种生态系统服务与权衡综合评估模型。与其他评估方法相比,该模型具有更强的综合性,它整合了多种生态系统过程,能够借助不同政策情景下土地利用数据、物理环境因子数据和社会经济因子数据模拟多种生态系统服务的物质量、价值量。同时,模型克服了文字抽象表述不直观的问题,将评估结果可视化表达,实现了生态系统服务价值的时空尺度变化和生态系统服务权衡关系研究。

InVEST 模型目前发布的最新版本是 3.3.3,该版本包括淡水生态系统、海洋生态系统和陆地生态系统三大模块,提供了多种生态系统服务评估功能。各模块评估可分物质量模拟,价值量评估和各种相关复杂模型综合应用 3 个层次。本文选用淡水生态系统的水源涵养、土壤保持和水质净化 3 个子模块运用物质量评估模型确定研究区生态服务供给量。运用 InVEST 模型进行价值评估参数因子需求多,目前难以获取。因此,价值量评估采用市场价值法和影子工程法。

2.3.1　水源涵养评估

(1)水源涵养量模拟

基于水量平衡某栅格单元的水源涵养量为降雨量与实际蒸散量的差值,包括地表产流、土壤含水量、枯落

物持水量和冠层截留量。可表示为：

$$Y_{xj} = (1 - \frac{AET_{xj}}{P_x}) \times P_x \tag{1}$$

式中，Y_{xj}为地类j上栅格单元x的年水源涵养量(mm)；AET_{xj}为年实际蒸散量(mm)；P_x为年降水量(mm)。

对于不同土地利用类型，矢量平衡的蒸散发比值由 Zhang 等[13]提出的 Budyko 曲线算法估算得出。

根据模型原理水源涵养量模拟所需数据包括年均降水量、年均潜在蒸发量、土壤深度、土壤有效含水量、土地利用类型、流域、子流域矢量数据以及生物物理表和 Z 常数。其中生物物理表包括地类代码、植被指数、植被根系深度、植被蒸散系数。

降水量在多年平均的基础上，通过 Kriging 插值得到 2010 年的降水量空间栅格数据；潜在蒸发量采用经过参数校正的 Penman-Monteith 模型计算日值数据，并通过多年平均和空间插值得到；土壤有效含水量根据非线性拟合土壤 AWC 估算模型计算；土壤深度数据通过世界土壤数据库利用空间腌膜提取；流域和子流域矢量数据根据 GIS 中 Hydrology 模块生成；植被指数、植被根系深度和植被蒸散系数通过查阅模型说明和相似地区研究成果[14-16]获得。基于研究区内水文站点多年平均蒸散量和多年平均径流量观测数据，采用水量平衡法对 Z 常数进行校验，当 Z 常数为 6 时，模拟产水量相对误差为 0.66%，此时 InVEST 产水模块的模拟效果最优。

(2)水源涵养价值

生态系统水源涵养价值指林冠、林下植被和枯枝落叶层拦截降水以及土壤蓄水，减少地表径流，使雨水转变为地下水，不断涵养水源，维持河流流量的价值。由于水源涵养价值具有外溢性，很难在市场中自发形成排他收益，本文采用影子工程法计算。其理论基础是假设存在一个蓄水功能与植被水源涵养质量相同的水利工程，涵养水源价值可用经过水利工程调节的水源价格来计算，如下式：

$$E_W = G \times C \tag{2}$$

式中，E_W为水源涵养价值(元/a)；G为水源涵养量(m^3/a)；C为建设水库单位库容的工程成本，取 5.714 元/m^3[17]。

2.3.2 土壤保持评估

(1) 土壤保持量模拟

土壤保持主要包括侵蚀控制和沉积物保持。InVEST 模型土壤保持模块克服了通用土壤流失方程 USLE 未考虑地块自身拦截上游沉积物的缺陷。其土壤保持量有两部分组成(式 3)，一是地块自身拦截的沉积物保留量，用上坡来沙量与泥沙截留率乘积表示(式 4)。二是因植被覆盖和水土保持措施而减少的土壤侵蚀量，用潜在土壤侵蚀量与实际土壤侵蚀量的差值表示。

$$SEDRET_{xD} = RKLS_x - USLE_x + SEDR_x \tag{3}$$

$$SEDR_x = SE_x \sum_{y=1}^{x-1} USLE_y \prod_{z=y+1}^{x-1} (1 - SE_z) \tag{4}$$

式中，$SEDR_x$、$SEDRET_{xD}$分别为栅格x自身拦截的沉积物保留量(单位：t)和土壤保持量(t)；$RKLS_x$、$USLE_x$分别为潜在土壤侵蚀量(t)和实际土壤侵蚀量(t)；SE_x为截留率；$USLE_y$为上坡栅格y的实际土壤侵蚀量(t)；SE_z为上坡栅格z的泥沙截留量(t)。

土壤保持模拟所需数据包括 DEM、降水侵蚀因子、土壤可蚀因子、土地利用类型、流域边界、生物物理表(包括植被覆盖和管理因子)、汇水积累量阈值、BorselliK 参数、BorselliICo 参数和 SDR 最大值。其中，降水侵蚀力因子采用 Wischmeier 方法[18]计算，并通过空间差值获得；土壤可蚀性因子通过 Williams[19]方法计算；植被覆盖和管理因子根据模型说明和相似地区研究成果[20-22]获得；汇水积累量阈值通过多次调试，取 1000；BorselliK 参数、BorselliICo 参数和 SDR 最大值采用相关研究成果[23]。

(2)土壤保持价值

①保持土壤肥力价值

土壤肥力价值(E_a)包括养分价值(E_1)和有机物价值(E_2)。土壤侵蚀导致土壤中 N、P、K 损失,土壤需要施加化学肥料,保持土壤养分的经济价值可由化学肥料的价格、土壤保持量和土壤养分含量计算得到。保持土壤有机质的经济价值可折算成相当量薪材,按薪材市场价格法估算。算法如下:

$$E_a = E_1 + E_2 \tag{5}$$

$$E_1 = Q \cdot \sum_i m_i \cdot n_i \cdot p_i \tag{6}$$

式中,Q 为土壤保持量(t/a);m_i为土壤中养分(N、P、K)平均含量,分别取 0.06%、0.06%、1.40%[24];n_i为土壤中碱解氮折算为尿素、速效磷折算为过磷酸钙和速效钾折算为氯化钾的系数,分别取 2.164、4.065、1.923;p_i为尿素、过磷酸钙和氯化钾 3 种化肥 2015 年全国市场平均售价,分取 1838、587、2175 元/t。

$$E_2 = Q \cdot D_i \cdot P_S \cdot S \tag{7}$$

式中,D_i为研究区各土壤类型中有机碳的平均含量,取 1.56%[25];P_S为薪柴机会成本价格,根据 2015 年薪材平均市场价格,取 200 元/m^3;S 为薪材转化为土壤有机质的系数,取 0.5。

②减少泥沙淤积价值

采用影子工程法,结合挖取和运输单位体积土方的所需费用(用水库建设成本代替)构建减少泥沙淤积的经济价值计算公式:

$$E_b = 0.24Q \cdot C/\rho \tag{8}$$

式中,ρ 为土壤容重,取 1.29t/m^3[26]。

2.3.3　水质净化评估

(1)水质净化量模拟

污染物随降水流入水体,但在输移过程中并非全部进入水体,地表径流中的氮、磷通过植被缓冲带时,一部分通过植物吸收、微生物固定、硝化和反硝化作用被截留,另一部分通过土壤吸附而渗透到土层中、沉积矿化而被截留[27]。InVEST 水质净化模块主要用于生态系统对氮、磷营养物质的净化功能评估。

栅格单元的污染物输出量(x_{expi})为地表和地下污染物的负荷值与氮、磷输出率(NDR_i)的乘积之和。可表示为:

$$x_{expi} = \text{modified.load}(x,i) \cdot \text{NDR}_i \tag{9}$$

$$\text{modified.load}(x,i) = \text{load}(x,i)\ \text{RPI}_i \tag{10}$$

$$\text{RPI}_i = \frac{RP_i}{RP_{av}} \tag{11}$$

式中,modified.load(x,i)为根据当地条件调整后的栅格 i 的污染物负荷值(kg);load(x,i)、RPI_i和 RP_i分别为栅格 i 的污染物负荷值(kg)、水文敏感分值和径流系数;RP_{av}为研究区流域平均径流系数。由于缺乏渭河流域地表、地下氮磷运输比例数据,污染物输出量全部按地表输出量计算。

水质净化模拟所需数据包括 DEM、土地利用类型、径流潜力指数、流域边界、生物物理表、汇水积累量阈值和 BorselliK 参数。生物物理表包括 N、P 最大保留率,运输距离和负荷值,依据模型使用说明和相似研究成果确定[27-28]。径流潜力指数用年均降水量表征。

(2)水质净化价值

水质净化价值采用工业去除总氮、总磷的费用来衡量。计算公式如下:

$$V = \Delta Q_N \times \alpha_N + \Delta Q_P \times \alpha_P \tag{12}$$

式中,ΔQ_N、ΔQ_P分别为被净化的总氮、总磷的含量,α_N,α_p为总氮、总磷的净化价值,分别取 3.57、75.07 万元/t[28]。

2.4　新增生态服务

退耕还林是通过生态补偿改变区域土地利用类型,使土地由耕地转变为林地,从而增加多种生态系统服

务供给量,改善生态环境。在渭河干流区退耕还林生态补偿中,着重考虑水源涵养、土壤保持和水质净化。新增生态服务供给量可理解为土地利用方式改变后区域单位面积生态服务增量,即林地与耕地生态服务量的差值(式 13)。耕地向林地转化过程中会产生不同的林种类型。各林种单位面积新增生态服务量不同,且其面积也有差异。为计算转化后林地的生态服务量,以各类转化林地面积占转化总面积比为权重,与相应林种单位面积生态服务量加权求和,作为单位面积林地的生态服务量(式 14)。

$$\Delta e_{ij} = e_{F_{ij}} - e_{C_{ij}} \tag{13}$$

$$e_{F_{ij}} = \sum_{n=1}^{m} V_n E_n \tag{14}$$

式中,Δe_{ij}为 i 区域 j 类生态系统服务的新增量; $e_{F_{ij}}$ 和 $e_{C_{ij}}$ 分别为 i 区域林地和耕地 j 类生态服务供给量;E_n、V_n 分别为 i 区域第 n 类林地的 j 类生态服务量(m^3/km^2)和权重。

2.5 农户机会成本

通过问卷调查农户的收入项和支出项,并核算收支差(C)用以确定农户生产的机会成本。其中,收入项包括主要作物种类、面积、单产和出售价格。支出项包括种子、化肥、农药等的花费。计算公式如下:

$$C_{oppi} = C/A \tag{15}$$

$$C = \sum_{i=1}^{n} A_i L_i K_i - (C_z + C_f + C_n + C_h + C_y + C_m) \tag{16}$$

式中,C_{oppi}为机会成本;A 为种植面积;C_z为种子费;C_f为化肥费;C_n为农药费;C_h为主要作物收割费;C_y为农机加油费;C_m为农机修理费;A_i、L_i、K_i分别为第 i 类作物面积、单产和售价。面积单位为 km^2,费用单位为元。

3 结果分析

3.1 新增生态服务核算

3.1.1 新增水源涵养模拟

(1)新增水源涵养量

由模拟结果可知,2010 年研究区水源涵养量在 0—342.83mm/km^{2}之间(图 2),水源涵养总量为 9.08 亿 m^3。以 2000 年为基准年,到 2010 年,研究区耕地转化为稀疏灌木林、落叶阔叶林、常绿针叶林、针阔混交林和落叶阔叶灌木林 5 类林地,面积共 108.49km^2。采用土地利用转移矩阵计算各类转化林地面积与相应权重,然后在 ArcGIS 中对模型输出结果按林种分区统计其水源涵养量均值,进而根据公式(14)可知:研究区 2010 年退耕林地(由耕地转化而来的五类林地)平均水源涵养量为 75.10×10^{3}m^3/km^2,耕地平均水源涵养量为 72.48×10^{3}m^3/km^2,退耕还林可新增水源涵养量 2.62×10^{3}m^3/km^2。

实施国家新一轮退耕还林政策,15°—25°坡耕地新增水源涵养量 23.36×10^{3}m^3/km^2。25°以上坡耕地新增水源涵养量 27.99×10^{3}m^3/km^2。各县/区中,麦积区新增水源涵养量最高,为 29.95×10^{3}m^3/km^2。其次是甘谷县,为 23.21×10^{3}m^3/km^2。渭源县和秦州区水源涵养量有所减少(表 1)。

表 1 单位面积渭河干流区退耕还林新增水源涵养量/(10^{3}m^3/km^2)

Table 1 The increased water yield of returning farmland to forest in the Weihe River Basin

研究区域 Study area	退耕林地水源涵养量 Water yield of forestland for returning farmland	耕地水源涵养量 Water yield of farmland	新增水源涵养量 Increased water yield
渭源	47.27	68.44	-21.17
陇西	85.37	70.15	15.22
武山	123.90	100.98	22.92
甘谷	98.25	75.04	23.21
秦州	76.06	96.61	-20.55
麦积	99.58	69.63	29.95
合计 Total	75.10	72.48	2.62

(2)新增水源涵养价值

核算可知研究区水源涵养价值 51.88 亿元。退耕还林新增水源涵养价值 1.49 万元/km^2。退耕还林 15°—25°和 25°以上坡耕地新增水源涵养价值分别为 13.35、15.99 万元/km^2。各县/区中,麦积区新增水源涵养价值最高,为 17.11 万元/km^2。其次是甘谷县,为 13.26 万元/km^2。渭源县和秦州区水源涵养价值分别减少了 12.09、11.74 万元/km^2。

3.1.2　新增土壤保持模拟

(1) 新增土壤保持量

由模拟结果可知,2010 年研究区土壤保持量在 0—21.96×10^{4}t/km^{2}之间(图 2),土壤保持总量为 10.95×10^{8}t,其中侵蚀减少量 9.43×10^{8}t,地块自身拦截沉积物 1.52×10^{8}t。输沙量 250.76×10^{4}t,单位面积输沙量为 197.54t/km^2,单位面积土壤保持量为 8.65×10^{4}t/km^2。

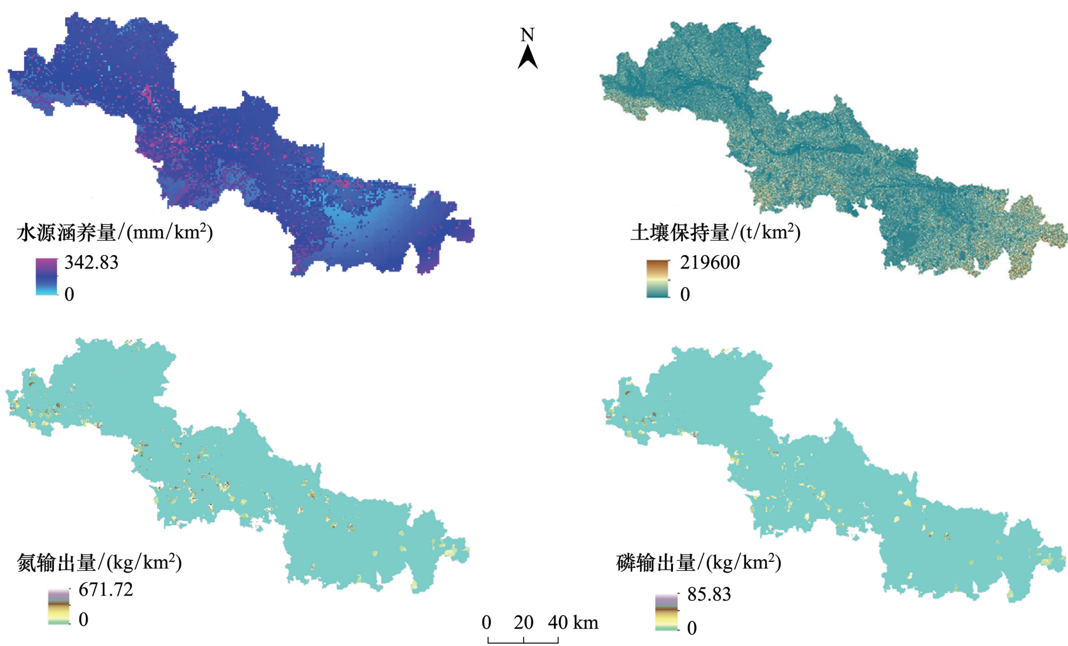


图 2　渭河干流甘肃段生态系统服务量

Fig.2　The ecosystem services of the Weihe River Basin in Gansu Province

2010 年退耕林地平均土壤保持量为 12.89×10^{4}t/km^2,耕地平均土壤保持量为 5.39×10^{4}t/km^2,退耕还林可新增土壤保持量 7.50×10^{4}t/km^2。退耕还林 15°—25°坡耕地新增土壤保持量 5.28×10^{4}t/km^2。25°以上坡耕地新增土壤保持量 4.74×10^{4}t/km^2。各县/区中,麦积区新增土壤保持量最高,为 11.10×10^{4}t/km^2。其次是渭源县,为 6.94×10^{4}t/km^2。陇西县最低,为 2.00×10^{4}t/km^2(表 2)。

(2)新增土壤保持价值

核算可知研究区土壤保持价值 711.6 亿元,其中土壤肥力价值 700 亿元,包括养分价值 683 亿元和有机物价值 17 亿元;减少泥沙淤积价值 11.6 亿元。退耕还林新增土壤保持价值 479.55 万元/km^2,其中新增土壤肥力价值 467.85 万元/km^2,减少泥沙淤积价值 11.70 万元/km^2。15°—25°和 25°以上坡耕地新增土壤保持价值分别为 337.42、302.90 万元/km^2。各县/区中,麦积区新增土壤保持价值最高,为 709.73 万元/km^2,武山最低,为 127.88 万元/km^2。

表 2 单位面积渭河干流区退耕还林新增土壤保持量/(10^4t/km^2)

Table 2 The increased sediment retention of returning farmland to forest in the Weihe River Basin

研究区域 Study area	退耕林地土壤保持量 Sediment retention of forestland for returning farmland	耕地土壤保持量 Sediment retention of farmland	新增土壤保持量 Increased sediment retention
渭源	11.10	4.16	6.94
陇西	6.51	4.51	2.00
武山	13.81	8.16	5.65
甘谷	11.65	6.47	5.18
秦州	9.13	4.52	4.61
麦积	16.88	5.78	11.10
合计 Total	12.89	5.39	7.50

3.1.3 新增水质净化模拟

(1)新增水质净化量

由模拟结果可知,2010 年研究区氮、磷输出量分别在 0—671.72、0—85.83kg/km^{2}之间(图 2),氮、磷输出总量分别为 66.34×10^4、8.18×10^4kg。2010 年退耕林地平均氮、磷输出量为 13.48、1.56kg/km^2,耕地平均氮、磷输出量为 85.02、10.66kg/km^2,退耕还林氮、磷减排量分别为 71.54、9.10kg/km^2。15°—25°坡耕地氮、磷减排量分别为 62.00、7.87kg/km^2。25°以上坡耕地氮、磷减排量分别为 58.80、7.32kg/km^2。各县/区中,武山县新增水质净化量最高,氮、磷减排量分别为 165.77、20.71kg/km^2。其次是渭源县。陇西县氮、磷输出量略微增加,分别增加了 3.95、0.41kg/km^2(表 3)。

表 3 单位面积渭河干流区退耕还林新增水质净化量/(kg/km^2)

Table 3 The increased water purification of returning farmland to forest in the Weihe River Basin

研究区域 Study area	退耕林地氮磷输出量 Export of N and P in forestland for returning farmland		耕地氮磷输出量 Export of N and P in farmland		氮磷减排量 Emission reduction of N and P	
	N	P	N	P	N	P
渭源	44.11	5.23	130.98	16.51	86.87	11.28
陇西	22.75	2.77	18.80	2.36	-3.95	-0.41
武山	19.20	2.26	184.97	22.97	165.77	20.71
甘谷	30.65	3.30	63.50	8.05	32.85	4.75
秦州	5.09	0.57	62.47	7.79	57.38	7.22
麦积	5.93	0.66	87.71	11.04	81.78	10.38
合计 Total	13.48	1.56	85.02	10.66	71.54	9.10

(2)新增水质净化价值

由模拟结果可知,退耕还林新增水质净化价值 0.94 万元/km^2,其中新增总氮价值 0.26 万元/km^2,新增总磷价值 0.68 万元/km^2。15°—25°和 25°以上坡耕地新增水质净化价值分别为 0.81、0.76 万元/km^2。各县/区中,武山县新增水质净化价值最高,为 2.15 万元/km^2。其次是渭源县。陇西县水质净化价值减少了 0.04 万元/km^2。

3.2 农户机会成本核算

根据调查问卷,受访农户以男性略多,占总人数的 60%;以中老年劳动力为主,58%的样本年龄集中在 36—60 岁;受访家庭人口数为 4—6 人的占 85%。通过机会成本核算可知:渭河干流六县/区中渭源县机会成本最低,为 84.02 万元/km^2。麦积区最高,为 202.23 万元/km^2。陇西县、武山县、甘谷县和秦州区的农户机会成本分别为 96.99、154.62、168.27 万元/km^{2}和 172.17 万元/km^2。

3.3 流域生态补偿标准范围

根据界定的补偿标准范围,渭河干流甘肃段退耕还林,生态补偿最高标准为 481.98 万元 km^{-2} a^{-1},最低补偿标准为 146.39 万元 km^{-2} a^{-1}。15°—25°或 25°以上坡耕地退耕还林目标导向下,生态补偿标准范围分别为 146.39—351.58 万元 km^{-2} a^{-1}、146.39—319.65 万元 km^{-2} a^{-1}。研究区重要水源地一级保护区和保留区迎水面 15°—25°坡耕地约占 15°—25°坡耕地面积的 10%,按照甘肃省新一轮退耕还林政策五年的补偿期限,重要水源地一级保护区和保留区迎水面 15°—25°坡耕地全部退耕还林需补偿金额 13.95—33.55 亿元;25°以上坡耕地全部退耕还林需补偿金额 12.96—28.35 亿元。渭河干流六县/区中(表 4),实施退耕还林麦积区净收益最大,为 525.69 万元 km^{-2} a^{-1},生态补偿范围为 202.23—727.92 万元 km^{-2} a^{-1}。渭源县次之。陇西县净收益最小,为 39.54 万元 km^{-2} a^{-1},生态补偿范围为 96.99—136.53 万元 km^{-2} a^{-1}。

表 4　单位面积退耕还林新增生态系统服务价值/(元/km^2)

Table 4　The increased ecosystem services value of returning farmland to forest

研究区域 Study area	水源涵养价值 Water yield value	土壤保持价值 Sediment retention value	水质净化价值 Water purification value	生态服务价值 Ecosystem services value	机会成本 Opportunity cost	净收益 Net income
渭源	-12.10	443.74	1.16	432.80	84.02	348.78
陇西	8.70	127.88	-0.04	136.53	96.99	39.54
武山	13.10	361.26	2.15	376.50	154.62	221.88
甘谷	13.26	331.21	0.47	344.95	168.27	176.68
秦州	-11.74	294.76	0.75	283.77	172.17	111.60
麦积	17.11	709.73	1.07	727.92	202.23	525.69
合计 Total	1.49	479.55	0.94	481.98	146.39	335.59

4 结论与讨论

生态补偿标准的确定是生态补偿机制构建的关键问题。为提高补偿标准的可操作性,以渭河干流甘肃段为研究区,基于流域生态补偿标准范围界定,在考虑耕地向多种林地转化情况下采用 InVEST 模型和加权法核算流域新增生态服务量,并以新增生态服务价值为补偿上限,农户机会成本为补偿下限,先从国家新一轮退耕还林政策导向视角,探讨 15°—25°和 25°以上坡耕地退耕还林的差异化补偿标准。再从利益公平分配的视角,耦合机会成本投入与生态系统服务产出,探讨生态补偿净收益不同地区的差异化补偿标准。通过研究主要得出以下结论:(1)研究区生态补偿标准范围为 146.39—481.98 万元 km^{-2} a^{-1}。实施退耕还林每年可新增水源涵养价值 1.49 万元/km^2;新增土壤保持价值 479.55 万元/km^2;新增水质净化价值 0.94 万元/km^2。(2)15°—25°和 25°以上坡耕地每年新增水源涵养价值分别为 13.35、15.99 万元/km^2;新增土壤保持价值分别为 337.42、302.90 万元/km^2;新增水质净化价值分别为 0.81、0.76 万元/km^2。其生态补偿范围分别为 146.39—351.58、146.39—319.65 万元 km^{-2} a^{-1}。(3)各县/区中,麦积区净收益最大,生态补偿范围为 202.23—727.92 万元 km^{-2} a^{-1}。陇西县净收益最小,生态补偿范围为 96.99—136.53 万元 km^{-2} a^{-1}。

依据 2002 年《国务院关于进一步完善退耕还林政策措施的若干意见》和 2007 年《国务院关于完善退耕还林政策的通知》,研究区第一轮退耕还林补偿标准为:长江流域 30.38 万元 km^{-2} a^{-1},黄河流域 22.50 万元 km^{-2} a^{-1}。依据 2014 年《新一轮退耕还林还草总体方案》,研究区新一轮退耕还林补偿标准为 45 万元 km^{-2} a^{-1}。与两轮退耕还林补偿标准相比,本文核算的补偿标准较高。其中,上限标准 481.98 万元 km^{-2} a^{-1}是新增生态系统服务的市场价值,也是研究区退耕还林生态补偿的理论最高值。国家补偿标准多由中央财政转移支付,资金来源渠道单一,导致理论与现实差距较大。值得一提的是,本文核算的下限标准 146.39 万元 km^{-2} a^{-1}仍高于国家标准,通过分析,本文认为可能原因有:一是国家退耕还林标准考虑了退耕后期林地的经济收益以及劳动力从土地经营中解放出来后从事其他职业获得的收益,而本文未涉及;二是国家按照统一标准对退耕

农户实行补助,而渭河干流甘肃段位于渭河上游,生态区位重要;三是随着近年来国家各项支农惠农政策加强,种粮补贴范围不断扩大、补贴标准不断提高,加之国内粮食价格大幅上涨,退耕还林政策补助的比较效益明显不如种粮和出租耕地,在国家扩大新一轮退耕还林还草规模的背景下,为增加农户退耕的积极性,区域补偿应适度高于国家标准。

渭河流域生态补偿现行资金来源主要是中央政府和甘肃省政府财政转移支付以及陕西省政府的现金补偿。为逐步提高补偿标准,提升补偿效率,应建立生态补偿长效机制,在政府财政转移支付为主的基础上,采用市场交易(如 BOT 融资模式、产权交易、碳汇交易、受益者向提供者支付费用或者利用资本市场的融资功能筹措等)和社会化募集等多元化融资渠道。

生态保护者为了保护生态环境投入大量物力和财力的同时也投入了大量人力。文中在农户机会成本计量中未考虑劳动力成本,可能会拉低补偿标准下限。另外在 15°—25°和 25°以上坡耕地退耕还林补偿范围确定时,未将 15°—25°和 25°以上坡耕地机会成本分别核算。

参考文献(References):

[1] 徐中民, 李兴文, 赵雪雁, 钟方雷. 甘肃省典型地区生态补偿机制研究. 北京: 中国财政经济出版社, 2011: 16-17.
[2] Whitehead J C, Blomquist G C. Measuring contingent values for wetlands: effects of information about related environmental goods. Water Resources Research, 1991, 27(10): 2523-2531.
[3] Robles-Diaz-De-Leon L F, Kangas P. Evaluation of potential gross income from non-timber products in a model riparian forest for the Chesapeake Bay watershed. Agroforestry Systems, 1998, 44(2/3): 215-225.
[4] Costanza R, D'Arge R, De Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'neill R V, Paruelo J, Raskin R G, Sutton P, Van Den Belt M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, 1997, 387(6630): 253-260.
[5] 欧阳志云, 王如松, 赵景柱. 生态系统服务功能及其生态经济价值评价. 应用生态学报, 1999, 10(5): 635-640.
[6] 谢高地, 鲁春霞, 冷允法, 郑度, 李双成. 青藏高原生态资产的价值评估. 自然资源学报, 2003, 18(2): 189-196.
[7] 张志强, 徐中民, 王建, 程国栋. 黑河流域生态系统服务的价值. 冰川冻土, 2001, 23(4): 360-366.
[8] 赖敏, 吴绍洪, 尹云鹤, 潘韬. 三江源区基于生态系统服务价值的生态补偿额度. 生态学报, 2015, 35(2): 227-236.
[9] 王航,秦奋,朱筠,张传才. 土地利用及景观格局演变对生态系统服务价值的影响.生态学报, 2017, 37(4): 1286-1296.
[10] 乔旭宁, 杨永菊, 杨德刚, 李成林. 流域生态补偿标准的确定——以渭干河流域为例. 自然资源学报, 2012, 27(10): 1666-1676.
[11] 官冬杰, 龚巧灵, 刘慧敏, 郑强. 重庆三峡库区生态补偿标准差别化模型构建及应用研究. 环境科学学报, 2016, 36(11): 4218-4227.
[12] Pagiola S, Platais G. Payments for Environmental Services: From Theory to Practice. Washinton, DC: World Bank, 2007.
[13] Zhang L, Dawes W R, Walker G R. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. Water Resources Research, 2001, 37(3): 701-708.
[14] 潘韬, 吴绍洪, 戴尔阜, 刘玉洁. 基于 InVEST 模型的三江源区生态系统水源供给服务时空变化. 应用生态学报, 2013, 24(1): 183-189.
[15] 龚诗涵, 肖洋, 郑华, 肖燚, 欧阳志云. 中国生态系统水源涵养空间特征及其影响因素. 生态学报, 2017, 37(7): 2455-2462.
[16] 包玉斌, 李婷, 柳辉, 马涛, 王怀香, 刘康, 沈茜, 刘心浩. 基于 InVEST 模型的陕北黄土高原水源涵养功能时空变化. 地理研究, 2016, 35(4): 664-676.
[17] 韩永伟, 高吉喜, 拓学森, 田美荣, 冯朝阳. 门头沟生态系统土壤保持功能及其生态经济价值分析. 环境科学研究, 2007, 20(5): 144-147.
[18] Wischmeier W H, Smith D D. Predicting Rainfall-Erosion Losses from Cropland East of the Rocky Mountains: Guide for Selection of Practices for Soil and Water Conservation. Washington: US Department of Agriculture, Agriculture Handbook, 1965: 282-282.
[19] Williams J R, Arnold J G. A system of erosion-sediment yield models. Soil Technology, 1997, 11(1): 43-55.
[20] 胡胜, 曹明明, 刘琪, 张天琪, 邱海军, 刘闻, 宋进喜. 不同视角下 InVEST 模型的土壤保持功能对比. 地理研究, 2014, 33(12): 2393-2406.
[21] 饶恩明, 肖燚, 欧阳志云, 郑华. 海南岛生态系统土壤保持功能空间特征及影响因素. 生态学报, 2013, 33(3): 746-755.
[22] 李婷, 刘康, 胡胜, 包玉斌. 基于 InVEST 模型的秦岭山地土壤流失及土壤保持生态效益评价. 长江流域资源与环境, 2014, 23(9): 1242-1250.
[23] Vigiak O, Borselli L, Newham L T H, Mcinnes J, Roberts A M. Comparison of conceptual landscape metrics to define hillslope-scale sediment delivery ratio. Geomorphology, 2012, 138(1): 74-88.
[24] 江忠善, 李秀英. 黄土高原土壤流失预报方程中降雨侵蚀力和地形因子的研究. 中国科学院西北水土保持研究所集刊, 1988, (1): 40-45.
[25] 徐香兰, 张科利, 徐宪立, 彭文英. 黄土高原地区土壤有机碳估算及其分布规律分析. 水土保持学报, 2003, 17(3): 13-15.
[26] 付东磊, 刘梦云, 刘林, 张珉, 左进香. 黄土高原不同土壤类型有机碳密度与储量特征. 干旱区研究, 2014, 31(1): 44-50.
[27] 吴哲, 陈歆, 刘贝贝, 初金凤, 彭黎旭. 基于 InVEST 模型的海南岛氮磷营养物负荷的风险评估. 热带作物学报, 2013, 34(9): 1791-1797.
[28] 赵欣胜, 崔丽娟, 李伟, 康晓明, 雷茵茹, 马琼芳, 孙宝娣, 于菁菁. 吉林省湿地生态系统水质净化功能分析及其价值评价. 水生态学杂志, 2016, 37(1): 31-38.